NADÈGE DOYON

DÉTERMINATION DE RÉSEAUX DE CONNECTIVITÉ ENTRE LES AIRES PROTÉGÉES : APPLICATION À LA RÉGION DU RÉSERVOIR MANICOUAGAN EN HAUTE CÔTE-NORD POUR LE CARIBOU FORESTIER (*RANGIFER TARANDUS CARIBOU*)

Essai présenté

à M. Dominic Boisjoly

dans le cadre du programme de maîtrise professionnelle en biogéosciences de l'environnement

pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

SERVICE DES AIRES PROTÉGÉES
DIRECTION DU PATRIMOINE ÉCOLOGIQUE ET DES PARCS
MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT
ET DES PARCS

UNIVERSITÉ LAVAL

QUÉBEC

2009

© Nadège Doyon, 2009

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d’abord à remercier mon directeur et superviseur M. Dominic Boisjoly pour son support tout au long de la réalisation de cet essai. Malgré son horaire chargé, il a toujours su m’accorder le temps nécessaire pour me guider lors des différentes étapes qui ont permis de mener à terme ce travail. Son expertise reliée au domaine de la biologie fut fort utile et très enrichissante. Je voudrais aussi remercier M. Jean Bissonnette, co-directeur, pour la portion géomatique de l’essai. Sans son acharnement sur la compréhension de la programmation du modèle FunConn, mon travail n’aurait pu être achevé. J’apprécie énormément les nombreuses heures passées en sa compagnie alors qu’il tentait de m’expliquer les dessous de la programmation et du langage informatique des outils utilisés. D’autres remerciements particuliers sont dédiés à M. Guy Paré pour m’avoir procuré des espaces de travail ainsi que du matériel informatique; à M. Marc-André Bouchard pour m’avoir permis de définir mon sujet d’essai et d’entrer en contact avec M. Boisjoly et aux nombreux collègues du Service des aires protégées pour leurs qualités personnelles, lesquelles m’ont permis de travailler dans une atmosphère plus qu’agréable.

Je souhaite ensuite remercier Mme Danielle Cloutier, chargée d’enseignement. Elle s’est assurée du suivi entier de l’essai depuis ses premiers balbutiements jusqu’à sa concrétisation complète. Son rôle de liaison entre la Direction de programme et les étudiants a permis de simplifier et de clarifier certains éléments reliés à sa préparation et à sa rédaction.

Je souhaite aussi offrir mes remerciements à M. Nicolas Courbin et à M. Martin-Hugues St-Laurent pour la validation de certaines données, à ma mère France Bouliane pour la révision de ce document, à ma collègue Marie-Pier Émond et à mon conjoint Guylain Frenette pour leur support moral, ainsi qu’à toutes autres personnes s’étant impliquées de près ou de loin dans ce projet.

RÉSUMÉ

L'écotype forestier du caribou des bois (*Rangifer tarandus caribou*) est en difficulté presque partout en Amérique du Nord. Cette précarité lui a valu le statut d'espèce vulnérable au Québec. Très sensible aux perturbations d'origine anthropique, l'écotype voit son territoire se morceler davantage depuis l'expansion rapide des activités industrielles, récréatives, résidentielles et agricoles. La création d'aires protégées participe à la protection de la diversité biologique, mais la conservation du caribou forestier, une espèce à grand domaine vital, requiert de très grandes aires protégées et/ou des stratégies d'aménagement qui favorisent la connectivité des fragments d'habitats de haute qualité. Pour cibler les priorités de connectivité entre les aires protégées de la zone d'étude, soit la région du réservoir Manicouagan en Haute Côte-Nord, l'extension FunConn (v.1) a été utilisée au sein d'ArcMap 9.3. Pour ce faire, il faut accomplir deux étapes préliminaires : créer une matrice de qualité d'habitat et définir les parcelles fonctionnelles. Cela a pour but de caractériser la connectivité dans la région pour le caribou forestier et de cibler les priorités en terme de connectivité. La première étape est la seule à avoir été accomplie en raison de complications relatives à la programmation du logiciel FunConn. La matrice finale de qualité d'habitat présente des valeurs variant de 0 à 75%. Cela est dû aux dimensions du domaine vital, aux distances relatives aux perturbations et au reclassement de la structure d'une parcelle. Deux groupes d'aires protégées de part et d'autre de la route 389 peuvent néanmoins être connectés. Il serait intéressant de développer le modèle de connectivité FunConn de manière à ce qu'il soit directement applicable au caribou forestier pour la province de Québec et dans un contexte de milieu comprenant plusieurs types de perturbations.

Mots-clés : caribou forestier, *Rangifer tarandus caribou*, connectivité, aires protégées, habitat, perturbations, parcelle/fragment.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION

Le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), une espèce emblématique de la forêt boréale québécoise, est en difficulté presque partout en Amérique du Nord (Courtois 2003; Schaefer 2003). L'écotype forestier du caribou des bois a été désigné « vulnérable » en 2005 par le gouvernement du Québec suite à sa désignation d'espèce menacée en 2002 par le COSEPAC. La limite sud de son aire de répartition n'a cessé de régresser vers le Nord (Courtois *et al.* 2003b) et aujourd'hui, les hardes sont dans un état précaire, ces dernières ayant poursuivies leur déclin au cours des dernières décennies (Schaefer 2003; Courtois *et al.* 2003b). Très sensible aux perturbations d'origine anthropique, l'espèce voit son territoire se morceler davantage depuis l'expansion rapide des activités industrielles, récréatives, résidentielles et agricoles. La création d'aires protégées est un moyen de protéger la diversité biologique. Toutefois, le caribou forestier possède de grands domaines vitaux et a besoin d'écosystèmes intègres. La conservation du caribou forestier requiert donc la création de grandes aires protégées et/ou l'établissement d'un réseau de plus petites aires protégées connectées entre elles. Cette connectivité peut être réalisée par des corridors de conservation ou par des stratégies d'aménagement qui favorisent la connectivité de fragments d'habitats de haute qualité localisés à l'intérieur d'une matrice d'habitats résiduels (O'Brien 2006).

Le concept de connectivité est défini par Taylor *et al.* (1993) comme «le degré par lequel le paysage facilite ou entrave le mouvement entre les parcelles d'habitats» alors que With *et al.* (1997) le définissent plutôt comme « la relation fonctionnelle entre les parcelles s'expliquant par la contagion spatiale de l'habitat et les déplacements des organismes en réponse à la structure du paysage». Chez le caribou, la connectivité facilite particulièrement les échanges génétiques, les déplacements saisonniers et la fuite face aux prédateurs et aux activités humaines (Courtois 2003; O'Brien 2006).

Dans cette perspective, l’objectif principal du travail consiste à cibler quelques endroits où il faudrait privilégier la connectivité entre les aires protégées pour le caribou forestier. En créant une matrice de qualité d’habitat, il sera possible de définir les parcelles fonctionnelles et d’y construire un réseau de liens connectant les aires protégées situées dans la zone à l’étude. Celui-ci permettra de constater l’état de la connectivité dans le secteur et pourra éventuellement servir à cibler les corridors qui devraient être conservés et à planifier de futurs aménagements qui favorisent la connectivité. Le second objectif consiste à valider le logiciel FunConn en vérifiant s’il peut être utilisé pour cibler les priorités en terme de connectivité pour le caribou forestier.

CHAPITRE 1

Le caribou forestier

Description de l'écotype

Le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) (Figure 1), un cervidé dont la taille se situe à mi-chemin entre celle de l'orignal (*Alces alces)* et celle du cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) (Courtois *et al*. 2003), a une hauteur au garrot variant entre 1,1 et 1,2 mètre (m) (Courtois *et al.* 2003) et un poids variant de 80 à 205 kilogrammes (kg) (Courtois *et al*. 2003; MRNF 2009). Son pelage est généralement dans les tons de brun-gris à l'exception du ventre, des flancs, de la crinière et du cou qui sont plutôt blancs crème (Gouvernement du Canada 2009). Toutefois, les teintes peuvent varier avec l'âge et le sexe des individus, ainsi qu'en fonction des saisons (sombre en été et pâle en hiver) et des sous-espèces. Ce qui distingue cette espèce des autres cervidés est la présence de bois tant chez les mâles que chez les femelles, mais ces dernières peuvent ne pas en arborer du tout ou parfois elles peuvent n'en avoir qu'un seul (COSEPAC 2002; Gouvernement du Canada 2009). Les bois des femelles sont toutefois moins imposants que ceux du sexe opposé. De plus, les sabots du caribou forestier sont adaptés pour ses déplacements dans la neige et dans les milieux humides ainsi que pour la recherche de nourriture de par leur forme large, concave et arrondie (COSEPAC 2002; MRNF 2009).

Figure 1: Le caribou forestier



Nature Québec 2007

Appellation / statut

Le caribou forestier est l'un des trois écotypes de l'ensemble de la sous-espèce *Rangifer tarandus caribou* communément appelée « caribou des bois », que l'on retrouve au Québec (Courtois *et al.* 2003). Cet écotype non migrateur et génétiquement distinct des écotypes migrateur et montagnard *Rangifer tarandus* (Courtois *et al*. 2002; COSEPAC 2002) est emblématique de la forêt boréale (MRNF 2008; Hins *et al*. 2009) en ce sens que sa présence est associée aux forêts boréales intactes qu'il fréquente. De plus, l'espèce est dite « parapluie » parce que sa protection permet aussi d'assurer celle d'un grand nombre d'autres espèces comprises au sein de son grand domaine vital. D'ailleurs, l'état précaire des hardes de caribou forestier et leur déclin au cours du dernier siècle ont conduit le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) à désigner en 2002 l'espèce comme étant « menacée » (COSEPAC 2002) et ont mené par la suite, en 2005, à sa désignation en tant qu' « espèce vulnérable » en vertu de la Loi sur les espèces menacées et vulnérables du Québec (MRNF 2009). La prédation est souvent citée comme le facteur

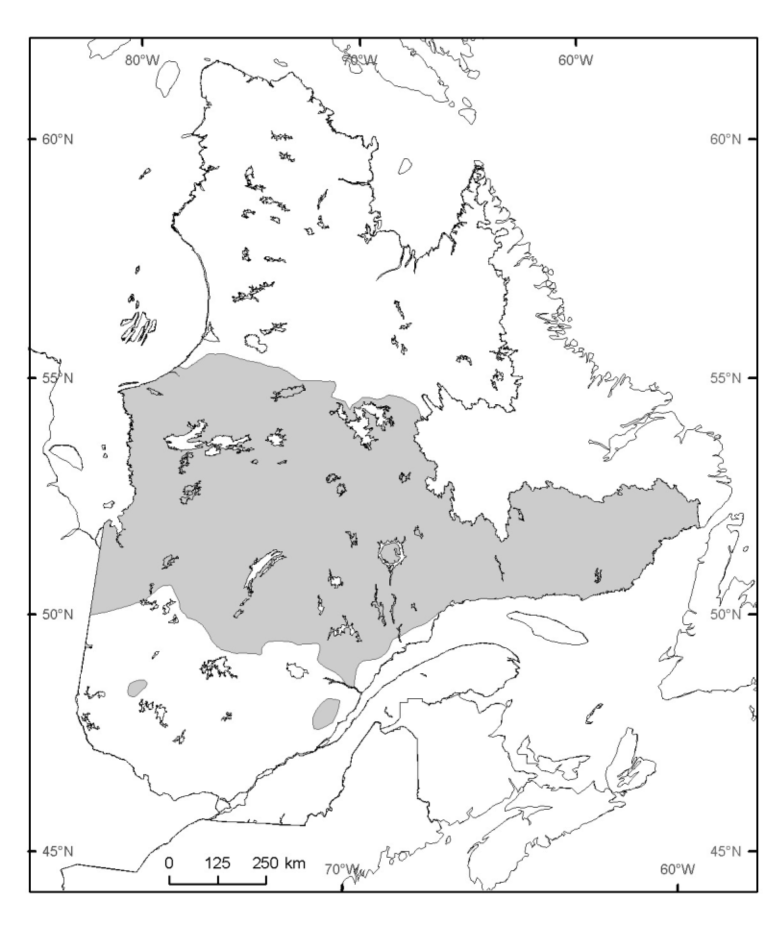
majeur limitant actuellement les populations de caribous (Stuart-Smith *et al*. 1997; Courtois *et al*. 2007), mais la chasse, le braconnage, la récolte autochtone et surtout, les modifications de l'habitat du caribou qui augmentent les risques de prédation (Courtois *et al*. 2003; MRNF 2008), seraient les responsables du déclin des grandes hardes forestières d'autrefois de plusieurs milliers d'individus qui ne comptent aujourd'hui que quelques petits troupeaux éparses. Auparavant abondant sur le territoire du Québec, le caribou forestier présente actuellement de très faibles densités de l'ordre de 1 à 2 individus par 100 kilomètres carrés (km^2) (Courtois *et al*. 2003, 2007; MRNF 2008), un taux qui s'explique par le faible potentiel d'accroissement démographique de l'espèce. En effet, les populations sont peu productives pour deux principales raisons. Tout d'abord, parce que le caribou est beaucoup plus vulnérable aux prédateurs que les autres ongulés en raison de sa petite taille et ensuite, parce que les femelles ne donnent naissance qu'à un seul faon par année et que la survie du rejeton n'est généralement pas assurée, particulièrement à cause de la prédation (Courtois *et al*. 2003), les principaux prédateurs étant le loup gris (*Canis lupus*) et l'ours noir (*Ursus americanus*).

Répartition au Québec

Au Québec, le caribou forestier se retrouve aujourd'hui dans une large bande presque continue d'environ 500 kilomètres (km) de largeur qui couvre presque toute la forêt boréale québécoise (Figure 2) et correspond approximativement au tiers de la province (MRNF 2009). Cette bande d'environ 610 000 km^2 (MRNF 2009) dans laquelle se répartit de manière discontinue l'écotype forestier du caribou des bois a pour limite méridionale le 49e parallèle de latitude nord et pour limite septentrionale le 55e parallèle de latitude nord (Courtois 2003; Courtois *et al.* 2003b; MRNF 2008). L'aire de répartition principale de l'espèce, d'une superficie d'environ 234 538 km^2, se situe sur un axe orienté nord-est et est localisée entre le fjord du Saguenay et la pointe ouest du Labrador (Courtois *et al.* 2003b). Cette actuelle répartition est cependant beaucoup moins étendue que celle des derniers siècles, la limite sud ayant considérablement progressé vers le nord au fil des années,

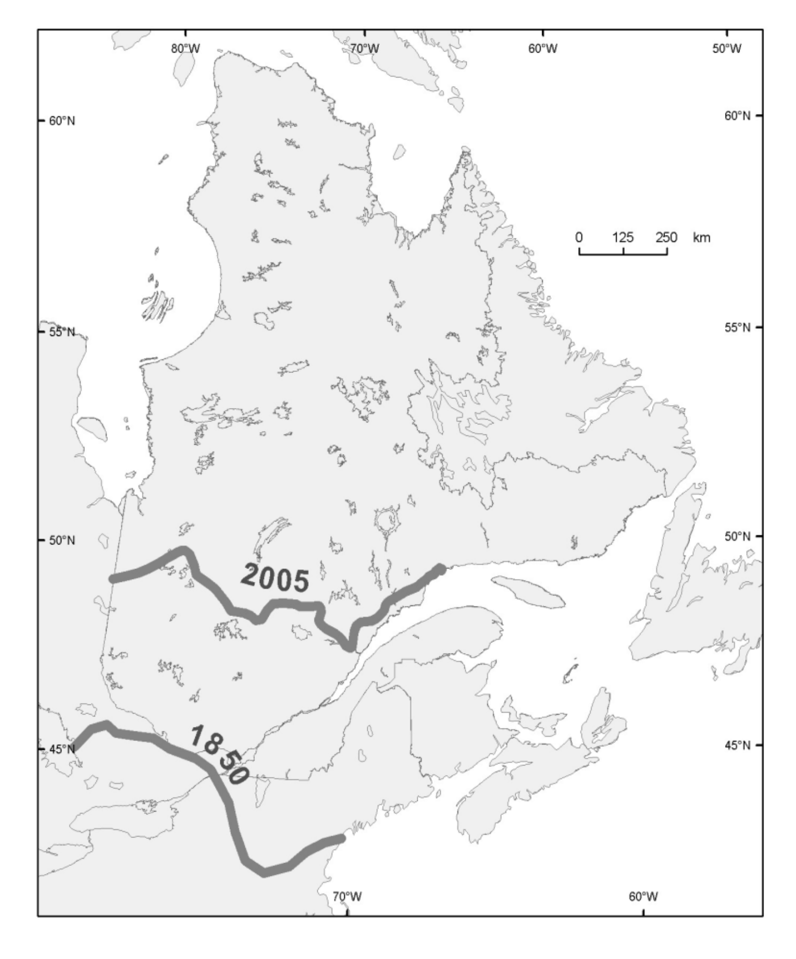
particulièrement depuis la fin du XIXe siècle, suite à l'anthropisation du territoire (Figure 3) (Courtois 2003; Courtois *et al.* 2003b; Crête *et al*. 2004). Schaefer (2003) et Courtois *et al.* (2003b) indiquent aussi que la régression de la limite sud de répartition s'est probablement poursuivie au cours des dernières décennies.

Figure 2: Aire de répartition du caribou forestier au Québec en 2005



MRNF 2008

Figure 3: Évolution de l'aire de répartition historique du caribou au Québec de 1850 à 2005



MRNF 2008

Ses besoins en terme d'habitat

Étant une espèce abondante de la forêt boréale et étant étroitement relié à cette dernière, il n'est pas étonnant de constater que le caribou forestier vit dans les domaines bioclimatiques que l'on retrouve dans ce type de forêt, soient la pessière à lichens, la pessière à mousses et la sapinière à bouleau blanc située plus au sud. Les caribous fréquentent des milieux peu propices aux autres cervidés : les forêts résineuses, matures et surannées sont privilégiées par l'espèce (Chubbs *et al*. 1993; Ferguson et Elkie 2004; Hins *et al*. 2009) parce que les peuplements qu'elles comportent permettent de tenir les prédateurs et les autres cervidés

(qui attirent lesdits prédateurs) à l'écart (Courtois *et al.* 2003; Courtois 2003; Ferguson et Elkie 2004; Metsaranta et Mallory 2007; Wittmer *et al.* 2007). Il en est de même pour les complexes de tourbières auxquels les caribous sont souvent associés (Stuart-Smith *et al*. 1997). Les pessières, les sapinières, les pessières à sapins ainsi que les dénudés secs sont aussi habituellement fréquentés par les caribous (Crête *et al.* 2004).

Les domaines vitaux du caribou qui varient saisonnièrement (mais aussi selon les hardes et les individus (Stuart-Smith *et al*. 1997)) consistent en de grandes superficies, particulièrement en ce qui a trait aux domaines annuels (moyenne d'environ 1000 à 1500 km^2 en Haute Côte-Nord (Courbin, Chaire Sylviculture et Faune, données non publiées)), parce que l'animal se déplace beaucoup et que l'espace semble être le facteur principal qui lui permet de survivre lorsqu'il y a des prédateurs. Ces déplacements sont généralement engendrés par des réponses aux exigences saisonnières au niveau de l'habitat, mais peuvent aussi être causés par la présence des prédateurs et des insectes, par les conditions neigeuses, par le manque de nourriture etc. (COSEPAC 2002; Johnson *et al*. 2002). Malgré le fait que les caribous demeurent peu de temps au même endroit, ils sont fidèles à leurs domaines vitaux annuels et saisonniers, lesquels sont caractérisés par des forêts de résineux mûrs avec et sans lichen (Courtois *et al.* 2003c) et des milieux humides tels des tourbières (Stuart-Smith *et al.* 1997; Courtois *et al.* 2003c; MRNF 2008)) et des grands plans d'eau (Cumming et Beange 1987; Courtois *et al.* 2003c). Ces endroits qui conviennent mal aux orignaux et à leurs prédateurs haussent ainsi la sécurité de l'écotype. Toutefois, les peuplements résineux denses, les milieux ouverts (dénudés secs et humides) et les affleurements rocheux peuvent constituer des habitats de second choix si les milieux précédents ne sont pas disponibles (MRNF 2009).

Les besoins du caribou en terme d'habitat changent beaucoup selon les saisons, reflétant probablement les besoins variés de l'écotype lors des différentes périodes de son cycle de vie (Courtois 2003). D'après Courtois *et al.* (2002), en période hivernale, les landes à lichens, les résineux ouverts avec et sans lichen et même les résineux en régénération sont

les milieux les plus propices aux caribous forestiers parce qu'ils sont une source généreuse de nourriture. Durant cette saison, les lichens terrestres (*Cladina* spp., *Cladonia* spp., *Cetraria* spp., *Parmelia* spp.) et arboricoles (*Alectoria* spp., *Bryoria* spp., *Evernia* spp., *Usnea* spp.) constituent la base de l'alimentation de l'espèce (Courtois *et al*. 2002, 2003), mais ces derniers ne servent que de nourriture d'appoint, les peuplements à lichens terrestres constituant des sites d'alimentation privilégiés (Courtois *et al*. 2003c). D'ailleurs, les dénudés secs sont d'autres milieux offrant beaucoup de lichens aux caribous et sont donc fréquentés pendant l'hiver (Crête *et al*. 2004). De plus, les plans d'eau gelés leur permettent de se déplacer aisément, de se reposer et de s'éloigner des prédateurs (Courtois 2003; MRNF 2008, 2009). Lors des autres saisons, les caribous préfèrent établir leur domaine vital dans des milieux moins ouverts et offrant un compromis entre la recherche de nourriture et de partenaires pour la reproduction et l'évitement des prédateurs (Courtois *et al*. 2003c). Durant la saison de croissance, les milieux denses sont davantage recherchés (Hins *et al.* 2009) qu'en saison hivernale, possiblement pour leur fraîcheur, leur nourriture abondante, etc. et toutes les plantes vertes (graminées, plantes herbacées, feuilles d'arbustes, etc.) peuvent être utilisées comme nourriture, les lichens étant alors consommés en quantité moindre (Courtois *et al*. 2002; Crête *et al*. 2004; MRNF 2008). En période de rut (de septembre à novembre), les grandes étendues dégagées tels les dénudés secs et les dénudés humides sont avantageuses pour les caribous forestiers en ce sens que leurs ouvertures permettent une meilleure communication pour la reproduction (Courtois 2003; Crête *et al*. 2004). Ce besoin de contact visuel explique donc les modifications de l'utilisation de l'habitat chez les animaux durant cette période (MRNF 2008). Lors de la mise bas (mai et juin), Crête *et al*. (2004) ne font pas de distinction entre les milieux habituellement fréquentés et ceux que les femelles choisissent pour donner naissance à leur faon, mais les milieux humides comme les grandes tourbières et les grands plans d'eau avec des petites îles (Cumming et Beange 1987; Courtois *et al*. 2003c; Schindler 2005), ainsi que les chaînes de lacs bordés de résineux ou de tourbières sont appréciés des caribous femelles car ils assurent un certain éloignement des autres ongulés et leurs prédateurs, abritent moins d'insectes parasites et sont d'importantes sources de nourriture (COSEPAC 2002).

Les forêts matures de conifères parmi lesquelles les caribous se plaisent se doivent d'être intactes dans la mesure du possible et de présenter un très long cycle des feux de l'ordre de 100 à 500 ans afin que les caribous puissent prospérer dans des peuplements mûrs ayant une structure inéquienne (Courtois *et al.* 2003, 2003c). Ces grands écarts de temps entre les incendies forestiers permettent la croissance des peuplements âgés recherchés par l'espèce. Il est d'ailleurs démontré par Crête *et al*. (2004) que les caribous tendent à éviter les peuplements de moins de 40 ans. De plus, Hins *et al*. (2009) spécifient que ceux de 90 à 120 ans sont fortement favorisés pour l'établissement des domaines vitaux. En permettant la conservation de peuplements intacts, le long cycle des feux permet de préserver les sources d'alimentation associées aux vieilles forêts. Le manque de nourriture engendré par un brûlis peut aussi être la cause de l'évitement des milieux incendiés par le caribou forestier (Courtois 2003; Fisher et Wilkinson 2005; Gustine et Parker 2008). Les caribous sont très sensibles aux bouleversements d'origine naturelle et anthropique et ne fréquentent donc pas les endroits perturbés et fragmentés comme ceux ayant subi par exemple un brûlis récent ou une coupe forestière, car les risques de prédation y sont en général plus élevés (Bergerud 1985; Stuart-Smith *et al.* 1997; Courtois *et al*. 2003, 2007; Gustine et Parker 2008). En effet, la succession végétale qui s'installe suite à une coupe ou un brûlis permet l'établissement des espèces de bordure tel l'orignal (*Alces alces*) et cet accroissement de la population de cervidés entraîne l'augmentation des populations de prédateurs comme le loup (Bergerud 1985; Stuart-Smith *et al.* 1997; Courtois *et al.* 2002, 2004, 2007). Wittmer *et al*. (2007) rapportent un déclin des populations de caribou forestier en Amérique du Nord précipité par l'exploitation forestière qui crée des forêts en régénération ayant la propriété d'altérer le système prédateur-proie, les populations de prédateurs étant maintenues et favorisées par la présence de proies alternatives. Vors *et al*. (2007) spécifient qu'il y a un délai d'environ 20 ans entre la fin d'une coupe forestière et l'abandon permanent par les caribous des zones de forêt boréale exploitées. Cette période correspondrait au temps que prend l'établissement d'une densité suffisante d'orignaux pouvant soutenir une grande population de loups capable de réduire les effectifs de caribous sous le seuil minimum viable pour une population (Vors *et al*. 2007). Les modifications dans l'habitat du caribou sont ainsi souvent considérées comme étant l'une des causes du déclin des populations

(Hins *et al.* 2009) parce qu'il s'adapte difficilement aux dérangements (Courtois *et al.* 2003) qui l'incitent d'ailleurs à se déplacer vers des endroits qui lui sont moins propices (habitats résiduels par exemple) et qui augmentent entre autres sa vulnérabilité aux prédateurs. Courtois *et al.* (2002) mentionnent que les caribous réagissent à la fragmentation des milieux en modifiant leurs stratégies d'utilisation de l'espace et qu'en présence de milieux perturbés (par les coupes forestières, les incendies, les développements hydroélectriques, les routes et lignes de prospection minière, etc.), les animaux se déplaçaient davantage, augmentaient la superficie de leurs domaines vitaux et diminuaient leur fidélité à ces derniers. Ce comportement serait probablement causé par le fait qu'ils perçoivent de plus hauts risques dans les milieux perturbés qu'ils tendent à éviter dans la mesure du possible (Courtois *et al.* 2007). Bref, les perturbations en milieu forestier influencent la distribution, l'utilisation de l'espace ainsi que les taux de mortalité chez le caribou forestier.

CHAPITRE 2

La région d’étude

La zone d’étude se situe dans la province de Québec au Canada et couvre une superficie d’environ 82 895 km^2 dans la région du réservoir Manicouagan en Haute Côte-Nord (Figure 4). Sa limite méridionale s’étend sur approximativement 281 km sur un axe est-ouest partant au nord d’Alma (49°N 71°W) et allant jusqu’à Godbout (49°N 67°W), un village situé à 45 km à l’est de Baie-Comeau, alors que sa limite septentrionale passe au nord du réservoir Manicouagan et s’étend du 52°N 71°W au 51°N 67°W. Le territoire est entièrement inclus dans la province naturelle des Laurentides centrales laquelle est caractérisée par un relief général de plateau fracturé hormis les monts Groulx et Valin ainsi que l’astroblème de Manicouagan qui s’en distinguent (MDDEP 2002). Les sols, recouverts de dépôts glaciaires plutôt minces parmi lesquels les affleurements rocheux sont nombreux, sont incisés par un réseau hydrographique bien développé comprenant plusieurs lacs de petite dimension (MDDEP 2002) à l’exception du réservoir Manicouagan qui couvre 1942 km^2 (Encyclopédie canadienne 2009). Le climat est de type subarctique dans la portion nord de la région d’étude et continental humide dans la portion sud (Gouvernement du Québec 2006) et le domaine bioclimatique principal dans lequel la région est comprise est la pessière à mousses de l’Est (Service canadien des forêts 2007; MRNF 2008). La région comprend dans son ensemble 45 aires protégées de dimensions variables réparties un peu partout sur le territoire et couvrant 6597 km^2. Parmi ces aires protégées, certaines sont qualifiées de forêts anciennes, de refuges biologiques, de réserves de biodiversité ou encore de réserves écologiques. La région d’étude est marquée par des perturbations d’origine naturelle et anthropique comme la présence de coupes forestières qui ont engendré de multiples cicatrices dans le paysage. Ces perturbations sont une des raisons ayant contribué à la sélection du territoire en question. Outre celles-ci, la présence de caribous forestiers sur l’Île René-Levasseur du réservoir Manicouagan, la zone de répartition de l’espèce (continue sur la presque totalité du secteur à l’étude et intensive sur plus de sa moitié) et l’emplacement des aires protégées ont aussi motivé le choix du territoire.

Figure 4: Localisation de la zone d'étude

CHAPITRE 3

Méthodologie

Cette section comporte trois parties :

- Étape 1 : Création de la qualité d'habitat à partir de trois tables : qualité d'habitat, structure des parcelles, perturbations. Le résultat est une matrice de qualité d'habitat.

- Étape 2 : Définition des parcelles fonctionnelles. Cette section reprend la matrice résultante de l'étape 1. Le paramètre de la distance parcourue pour trouver de la nourriture est ajouté. Le résultat est une matrice des parcelles fonctionnelles.

- Étape 3 : Construction d'un réseau de connectivité. Cette dernière opération reprend les matrices résultantes des étapes 1 et 2. Une table de perméabilité est ajoutée comme nouveau paramètre. Le résultat est une matrice finale montrant les réseaux de connectivité.

Création de la qualité d'habitat

Reclassement des types d'habitat

L'image de référence utilisée pour reclasser les types de milieux se trouvant dans la région d'étude est une image LANDSAT de résolution 25 m x 25 m classifiée en 52 classes par le Service canadien des forêts. Cette image a été produite à partir de données obtenues de 1999 à 2003 pour le territoire concerné et à été mise à jour (en 57 classes) à l'aide de cartes écoforestières de 2008 au 1 : 20 000 du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). D'après cette image LANDSAT des différents types de milieux présents dans la zone d'étude, il y a 57 classes distinctes (Tableau 1) qui alourdissent visuellement la lecture de la carte et qui sont quelque peu redondantes. Afin de regrouper ces 57 classes en milieux pertinents en terme de sélection d'habitat pour le cas spécifique du caribou forestier, les

classes originales ont été réduites à 12 groupes (Tableaux 1 et 3), lesquels facilitent l'interprétation des résultats, réduisent le temps de calcul et résument mieux les différents types d'habitat fréquentés ou non par le caribou forestier. Cette nouvelle classification, basée sur l'information tirée de la littérature au niveau des besoins en habitat de l'écotype, s'inspire de la classification de Courtois (2003), car ses travaux sur l'espèce ont été réalisés dans une région presque identique à celle identifiée pour cette recherche et par conséquent, les milieux naturels sont similaires. La classification de Courtois (2003) comprend 12 groupes basés sur la composition et l'ouverture de la canopée forestière (Tableau 2) mais en raison des types de milieux présents sur l'image LANDSAT, des modifications ont été nécessaires afin d'inclure dans une catégorie représentative chaque type de milieu en fonction des habitudes du caribou. Ainsi, les catégories « ouvert non régénéré » et « brûlis récent » de Courtois (2003) ont été regroupées et remplacées par une seule classe nommée « ouvert non régénéré ou perturbation » et les catégories « régénération mixte ou feuillus » et « mature mixte ou feuillus » ont aussi été fusionnées pour ne former qu'une unique classe nommée « feuillus ou mélangés ou en régénération ». Les catégories « conifères matures ouvert sans lichen » et « conifères matures ouvert avec lichen » ont aussi été modifiées en deux classes : « résineux avec lichen » et « résineux sans lichen ». De plus, les catégories «chemins» et «baux» ont été ajoutées. Enfin, certaines classes de l'image LANDSAT (pas de données, ombre, nuages, neige/glace) ayant été nommées « autres valeurs » ont tout simplement été retirées lors des manipulations vu leur impertinence.

Tableau 1: Classes initiales de l'image LANDSAT et reclassement en 12 catégories d'habitat

gridcode	classes initiales	reclassement
0	pas de données	autres valeurs
1	ombre	autres valeurs
2	nuages	autres valeurs
3	neige/glace	autres valeurs
4	affleurement rocheux/débris	ouvert non régénéré
5	surface dénudée	ouvert non régénéré
6	urbain	perturbation
7	brûlis	perturbation
8	coupes	perturbation
9	eau	eau

10	grands arbustes	en régénération
11	régénération résineuse	régénération résineuse
12	régénération feuillus	en régénération
13	régénération mélangée	en régénération
14	petits arbustes	en régénération
15	brûlis végétalisés	en régénération
16	coupes végétalisées	en régénération
17	agriculture	perturbation
18	herbe	ouvert non régénéré
19	lichen	lande avec lichen
20	mousse (et roc)	ouvert non régénéré
22	milieux humides boisés	tourbière
23	milieux humides arbustifs	tourbière
24	milieux humides herbacés	tourbière
25	vieux résineux dense	résineux dense mature
26	jeunes résineux dense	régénération résineuse
27	résineux moyen à fond de mousse	résineux ouvert ou moyen sans lichen
28	résineux moyen à fond de lichen	résineux ouvert ou moyen avec lichen
29	résineux ouvert à fond de lichen	résineux ouvert ou moyen avec lichen
30	résineux ouvert à fond de mousse	résineux ouvert ou moyen sans lichen
31	lande boisée résineuse à fond de lichen	lande avec lichen
32	lande boisée résineuse à fond de mousse	lande sans lichen
33	feuillu dense	feuillus
34	feuillu ouvert	feuillus
36	mélangé dense à tendance feuillue	mélangés
37	mélangé dense à tendance résineuse	mélangés
38	mélangé dense à tendance feuillue/résineuse	mélangés
39	mélangé ouvert à tendance feuillue	mélangés
40	mélangé ouvert à tendance résineuse	mélangés
41	mélangé ouvert à tendance feuillue/résineuse	mélangés
45	lande boisée résineuse à fond d'arbustes	lande sans lichen
46	insectes ou mortalité	perturbation
48	jeunes feuillus dense	feuillus
49	mousse, arbustes et herbe	ouvert non régénéré
50	roc et mousse	ouvert non régénéré
51	mousse et herbe	ouvert non régénéré
52	mousse et roc	ouvert non régénéré
53	chemins	chemins
54	baux	baux
55	motoneiges	perturbation
56	lignes HQ	perturbation
57	voies ferrées	perturbation

Tableau 2: Classification de Courtois (2003) en 12 types d'habitat

water body	conifer regeneration
unregenerated open area	dense mature conifer
recent burn	open mature conifer without lichen
peatland	open mature conifer with lichen
hardwood or mixed regeneration	heath without lichen
mature hardwood or mixed	heath with lichen

D'après Courtois 2003

Attribution des cotes de qualité d'habitat et définition du seuil minimum de qualité

Cette nouvelle classification en 12 types d'habitats conçue pour l'écotype forestier permet donc d'alléger les opérations et d'offrir un meilleur compte rendu visuel et interprétatif des résultats. Elle permet aussi de simplifier l'attribution de cotes de qualité d'habitat aux différents milieux sélectionnés. En effet, des cotes de qualité d'habitat ont été définies pour chaque classe finale (Tableau 3). Les valeurs ont été attribuées en fonction de la revue de littérature sur les besoins du caribou forestier en terme d'habitat et selon la méthodologie suggérée par le guide d'utilisateurs du logiciel FunConn v1 (2006). La cote de valeur 100 (%) désigne un type d'habitat de qualité optimale pour le caribou alors que la cote 0 (%) représente les milieux de qualité nulle. Un seuil minimal de qualité acceptable d'habitat de 75 (%) a été fixé selon les indications du manuel FunConn et sous ce seuil, les cotes restantes diminuent drastiquement. Cela ne signifie toutefois pas que les milieux sous ce seuil sont automatiquement éliminés (FunConn v1 User's Manual 2006). Les plans d'eau ont une cote de 50, car malgré que les caribous n'y habitent pas, ils les traversent en été comme en hiver pour fuir des prédateurs et les femelles les utilisent particulièrement lors de la période de la mise bas pour se rendre sur de petites îles.

Tableau 3: Cotes de qualité d'habitat

gridcode	description	quality
all other	autres valeurs	no data
0	eau	50
1	ouvert non régénéré ou perturbation	0
2	résineux dense mature	100
3	résineux ouvert ou moyen avec lichen	100
4	tourbière	90
5	lande avec lichen	90
6	résineux ouvert ou moyen sans lichen	80
7	régénération résineuse	75
8	lande sans lichen	70
9	feuillus ou mélangés ou en régénération	40
10	chemins	0
11	baux	0

Définition de la taille minimale d'un fragment

La taille minimale d'un fragment (en hectares) consiste en la plus petite taille de territoire biologiquement acceptable pour le caribou forestier (FunConn v1 User's Manual 2006). D'après le guide d'utilisateurs FunConn v1 (2006), elle peut être basée sur la taille des domaines vitaux. Chaire Sylviculture et Faune (données non publiées) mentionne que ces derniers sont généralement de l'ordre de 1000 à 1500 km^2 sur une base annuelle à l'échelle de l'individu alors que Schindler (2005) et Courtois *et al*. (2003) mentionnent qu'ils se situent habituellement entre 200 et 500 km^2 et 200 et 300 km^2 respectivement. Le guide recommande de faire fonctionner le modèle à un ordre de grandeur plus grand et plus petit que la valeur du domaine vital moyen estimé afin de bien couvrir toute l'étendue de valeurs possibles pour les domaines vitaux. Pour le domaine vital minimum, la valeur fixée (250 km^2 ; 25 000 ha) est un estimé de celles observées par Courtois *et al.* (2003) et Schindler (2005) et correspond à la taille minimale des blocs de protection de la stratégie d'aménagement pour le caribou forestier du MRNF. Concernant le domaine vital maximum, 2 500 km^2 (250 000 ha) est la valeur retenue (communication personnelle : M. H. St-Laurent, données non publiées) alors que la valeur intermédiaire moyenne est de 1250 km^2 (125 000 ha) (Courbin, Chaire Sylviculture et Faune, données non publiées). Ces

deux dernières valeurs proviennent de travaux de recherche ayant été effectués dans la région de la zone d'étude.

Reclassement de la structure d'une parcelle

Le Tableau 4 définit la réponse d'une espèce aux bordures et au centre d'une parcelle d'habitat (FunConn v1 User's Manual 2006) et elle se base sur la réponse négative qu'a le caribou en relation avec les bordures (*edge-negative specie*). «fromval» correspond à la distance (m) du centre de la parcelle vers l'extérieur (-99999999 = centre de la plus grande parcelle possible) et «toval» est la distance (m) jusqu'à la prochaine limite fixée (99999999 = possibilité la plus éloignée). La limite de 250 m est la distance minimale à respecter selon Dyer *et al*. (2001) et Sorensen *et al.* (2008) pour une perturbation (coupe, route, ligne électrique, activités industrielles en général) et cette valeur a donc été considérée comme le seuil représentant un minimum de qualité d'habitat pour le caribou. La limite de 2500 m quant à elle correspond à un estimé des distances aux différents types de perturbations (Cumming et Beange 1993), (Mahoney et Schaefer 2002), (Nellemann *et al*. 2001, 2003), (Vistnes et Nellemann 2001, 2008), (Schaefer 2004), (Courtois *et al*. 2008). Cet estimé constitue ici le seuil minimum après lequel la qualité d'habitat commence à diminuer.

Tableau 4: Reclassement de la structure d'une parcelle

fromval	toval	quality
[-99999999	-2500[	100
[-2500	-250[	75
[-250	0[	0
[0	250[	0
[250	2500[	0
[2500	99999999]	0

Reclassement des perturbations

« Fromval » et « toval » constituent les mêmes paramètres que dans le Tableau 4, mais comme il est ici question de perturbations, les bornes de ce tableau considèrent l'extérieur d'une parcelle d'où les valeurs positives en majorité. V90001 représente les chemins, V90002 les baux, V90003 les coupes et les brûlis et V90004 les lignes électriques Hydro Québec, les pistes de motoneige et les voies ferrées. Sous 250 m, la qualité d'habitat pour le caribou est nulle (0) pour tous les types de perturbations (Dyer *et al.* 2001; Sorensen *et al.* 2008). La borne de 1000 m s'applique aux baux. Cette limite provient des résultats obtenus lors d'une étude qui démontrait que la probabilité d'occurrence de caribous était beaucoup plus faible dans un rayon de 1000 m d'un bail (communication personnelle : M.H. St-Laurent, données non publiées). La borne de 2500 m s'applique aux routes mineures et aux lignes électriques (Schaefer 2004; Vistnes et Nellemann 2008) alors que celle de 3500 m constitue un estimé (Cumming et Beange 1993; Vistnes et Nelleman 2001; Nellemann *et al.* 2003; Schaefer 2004) pour les routes majeures, les lignes électriques, les prédateurs, les véhicules, la chasse, les développements hydroélectriques et leurs routes d'accès. Enfin, la limite de 13000 m s'applique aux coupes forestières de tous âges (Vors *et al.* 2007) et les brûlis y ont été inclus. Au-dessus de ce seuil, les coupes ne constituent plus un dérangement dans les habitudes du caribou.

Tableau 5: Reclassement des perturbations

fromval	toval	V90001	V90002	V90003	V90004
[-99999999	0[	0	0	0	0
[0	250[	0	0	0	0
[250	1000[	75	0	75	75
[1000	2500[	85	75	80	85
[2500	3500[	95	100	85	95
[3500	13000[	100	100	90	100
[13000	99999999]	100	100	100	100

Suite aux résultats obtenus, le Tableau 5 a été modifié afin d'expérimenter le calcul avec des valeurs moindres quant aux distances liées aux perturbations (Tableau 6). Les classes supérieures à 250 m (distance relative applicable à toutes les perturbations cette fois-ci) ont été abolies pour ne conserver que celle allant de 250 m à une valeur « infinie » et celles sous ce seuil ont été élaborées. Les cotes de qualité d'habitat ont été ajustées en conséquence. Sous 250 m, la qualité d'habitat diminue pour atteindre 0 à la source d'une perturbation alors qu'à plus de 250 m, la qualité d'habitat est considérée comme étant maximale, ce qui est loin de la réalité. Toutefois, ces plus petites valeurs sont nécessaires à l'expérimentation, car elles permettent de constater l'effet des perturbations sur l'habitat du caribou.

Tableau 6: Reclassement des perturbations (classes et cotes de qualité d'habitat nouvelles)

fromval	toval	V90001	V90002	V90003	V90004
[-99999999	0[	0	0	0	0
[0	100[	50	50	50	50
[100	200[	75	75	75	75
[200	250[	85	85	85	85
[250	99999999]	100	100	100	100

Définition des parcelles fonctionnelles

La carte résultante de la première opération est utilisée lors de cette seconde étape. Celle-ci reprend les paramètres de l'étape précédente mais la distance (m) que l'animal parcourt dans le paysage pour trouver de la nourriture (*patch foraging radius*) est ajoutée. Une valeur moyenne de 1,5 km toutes saisons confondues est donnée par Ferguson et Elkie (2004b) lors d'une étude réalisée en Ontario sur le taux de déplacement journalier des caribous. D'après Rettie et Messier (2001), elle est d'environ 0,9 à 1,2 km/jour (toutes saisons confondues) pour des populations de la Saskatchewan, alors qu'elle est estimée à 1 km dans la région du Saguenay (communication personnelle : M.H. St-Laurent, données non publiées). La valeur retenue pour ce paramètre est de 1000 m.

Construction d'un réseau de connectivité

Cet outil permet de créer un réseau dans le paysage qui représente la connectivité entre les fragments d'habitat. (FunConn v1 User's Manual 2006). Tout comme les étapes précédentes, cette dernière opération se base sur les résultats obtenus lors des deux premiers calculs. La matrice des parcelles fonctionnelles consiste en la région source alors que la matrice de la qualité d'habitat avec les perturbations constitue une surface de résistance au mouvement. Une table de perméabilité (l'inverse de la résistance) est donc nécessaire au lancement du modèle. Elle reprend la matrice de la qualité d'habitat avec les perturbations, mais les valeurs de cotation y sont modifiées (comprises entre 0 et 1).

Tableau 7: Classes de perméabilité basées sur les types d'habitat

value	definition	perm_val
0	eau	0,100000
1	ouvert non régénéré ou perturbation	0,200000
2	résineux dense mature	0,600000
3	résineux ouvert ou moyen avec lichen	1,000000
4	tourbière	0,600000
5	lande avec lichen	0,800000
6	résineux ouvert ou moyen sans lichen	1,000000
7	régénération résineuse	0,400000
8	lande sans lichen	0,800000
9	feuillus ou mélangés ou en régénération	0,300000
10	chemins	0,100000
11	baux	0,100000

CHAPITRE 4

Résultats

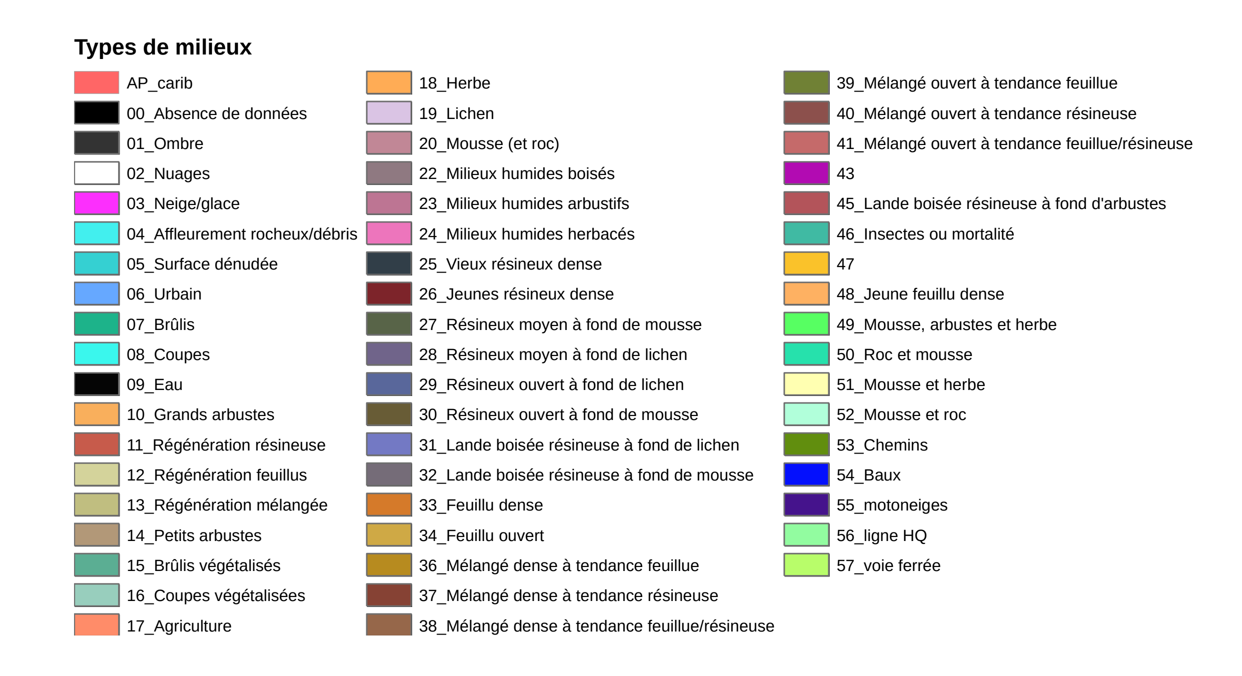
Création de la qualité d'habitat

La Figure 5 présente la carte LANDSAT mise à jour en 57 classes (Figure 6) à partir de laquelle le reclassement en 12 groupes (types de milieux) a été réalisé. Les zones rouges translucides (AP_carib) sont les aires protégées.

Figure 5: Carte LANDSAT mise à jour en 57 classes

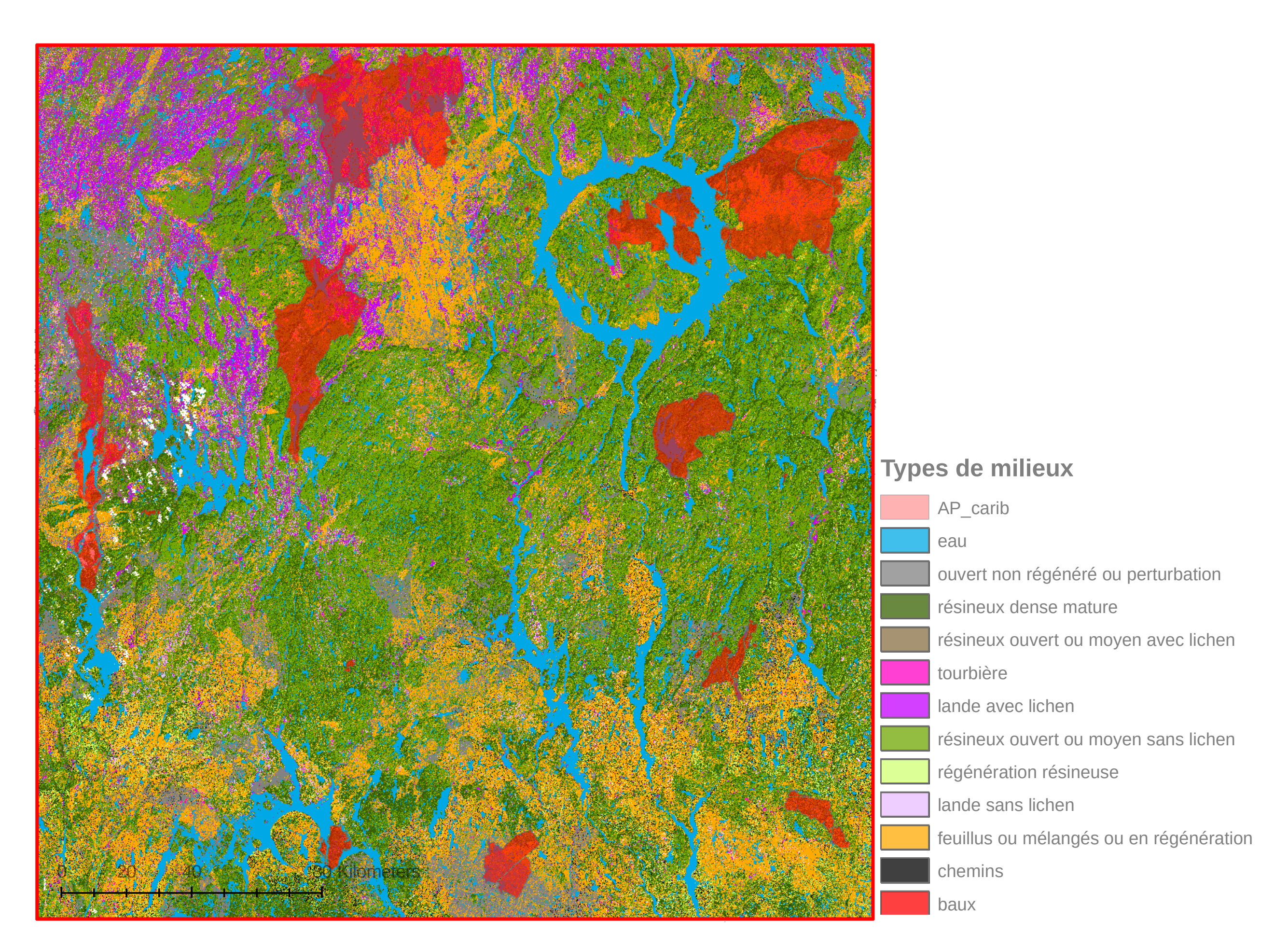


Figure 6: Légende de la Carte LANDSAT montrant les 57 classes



La Figure 7 présente la zone d'étude reclassée en 12 types de milieux basée sur le Tableau 3 et à partir de laquelle la création de la qualité d'habitat est réalisée. Les aires protégées (AP_carib) sont en rouge translucide et les zones blanches représentent les classes ayant été nommées « autres valeurs » qui ont été éliminées.

Figure 7: Carte reclassée en 12 types de milieux



Les matrices résultantes (Figures 8 et 9) montrent la qualité d'habitat pour les domaines vitaux de 250 km^2 (25 000 ha) et 1250 km^2 (125 000 ha). La création d'une matrice de qualité d'habitat avec le domaine vital maximum de 2500 km^2 (250 000 ha) n'a pas fonctionné, car l'habitat était considéré de qualité nulle pour tout le territoire (carte aux valeurs nulles, non montrée).

Figure 8: Carte de la qualité d'habitat pour un domaine vital de 250 km^2

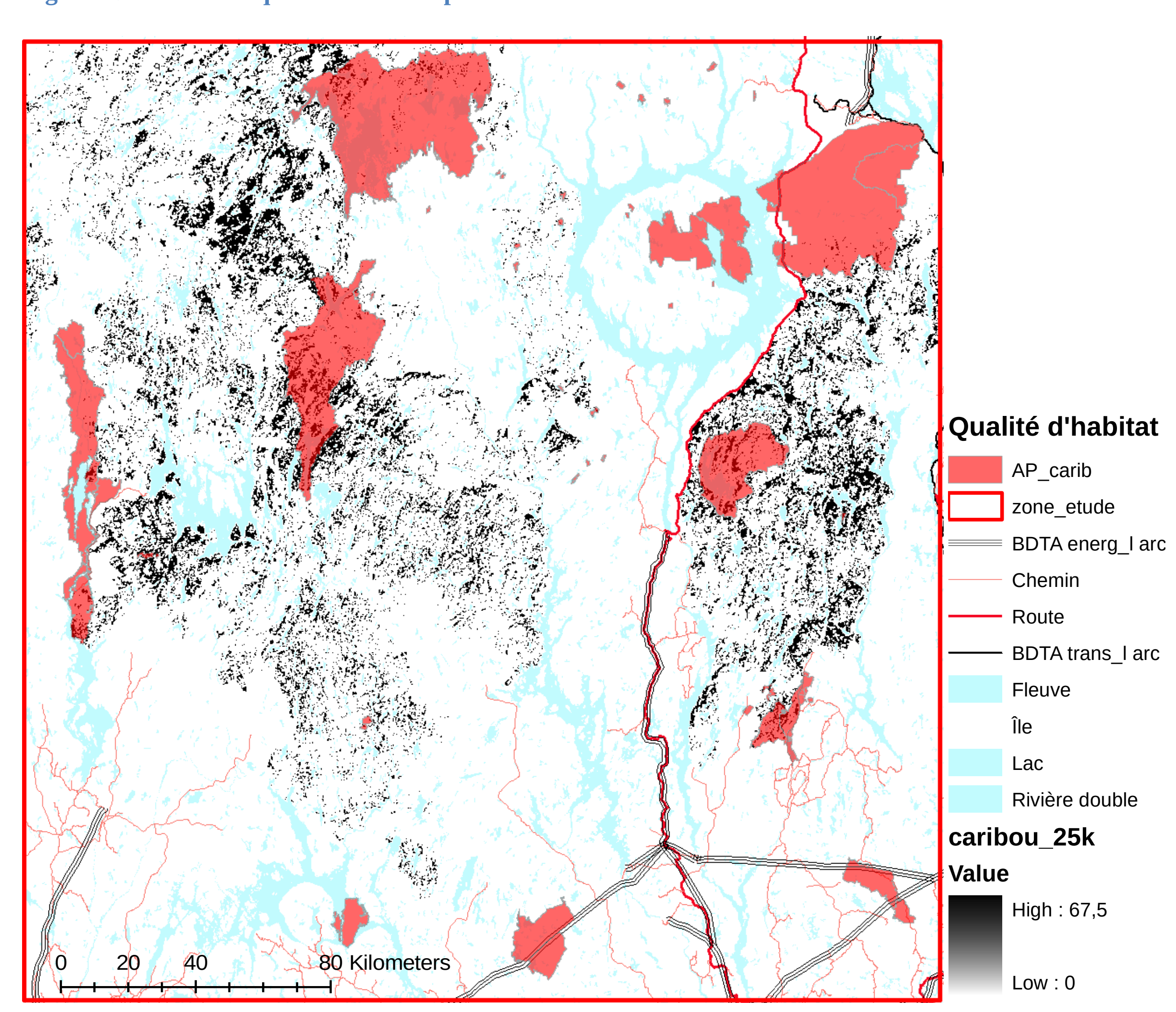
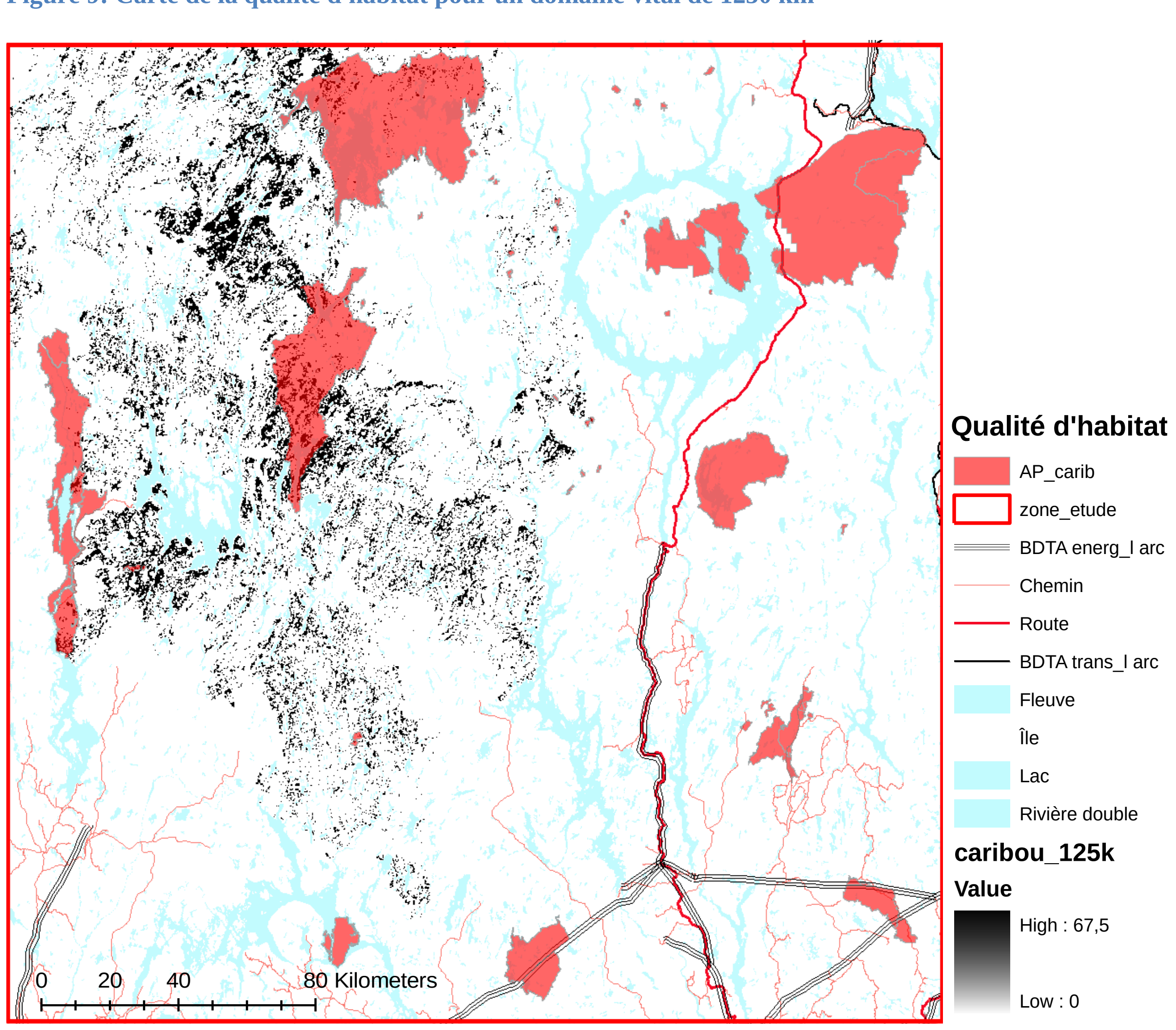


Figure 9: Carte de la qualité d'habitat pour un domaine vital de 1250 km²



Les figures 11 et 12 présentent les matrices résultantes des analyses réalisées à partir du Tableau 6 où le minimum de la classe la plus élevée est fixé à 250 m (distance relative applicable pour tous les types de perturbations) pour les domaines vitaux de 250 km^2 (Figure 11) et de 1250 km^2 (Figure 12). La Figure 10 montre, par un carré jaune, la localisation de la zone agrandie des Figures 11 et 12 dans le but de mieux distinguer les différences dans les résultats.

Figure 10: Localisation de la zone agrandie aux Figures 11 et 12

Figure 11: Carte de qualité d'habitat pour un domaine vital de 250 km²

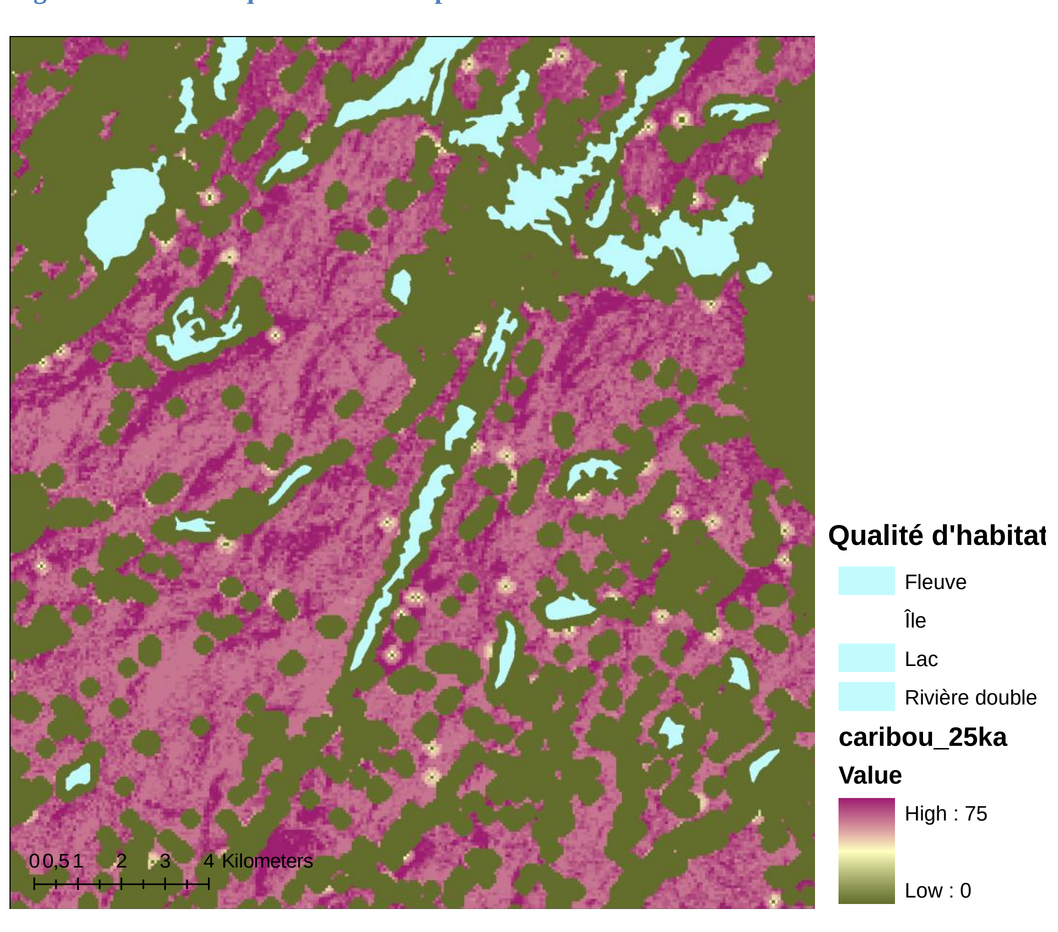
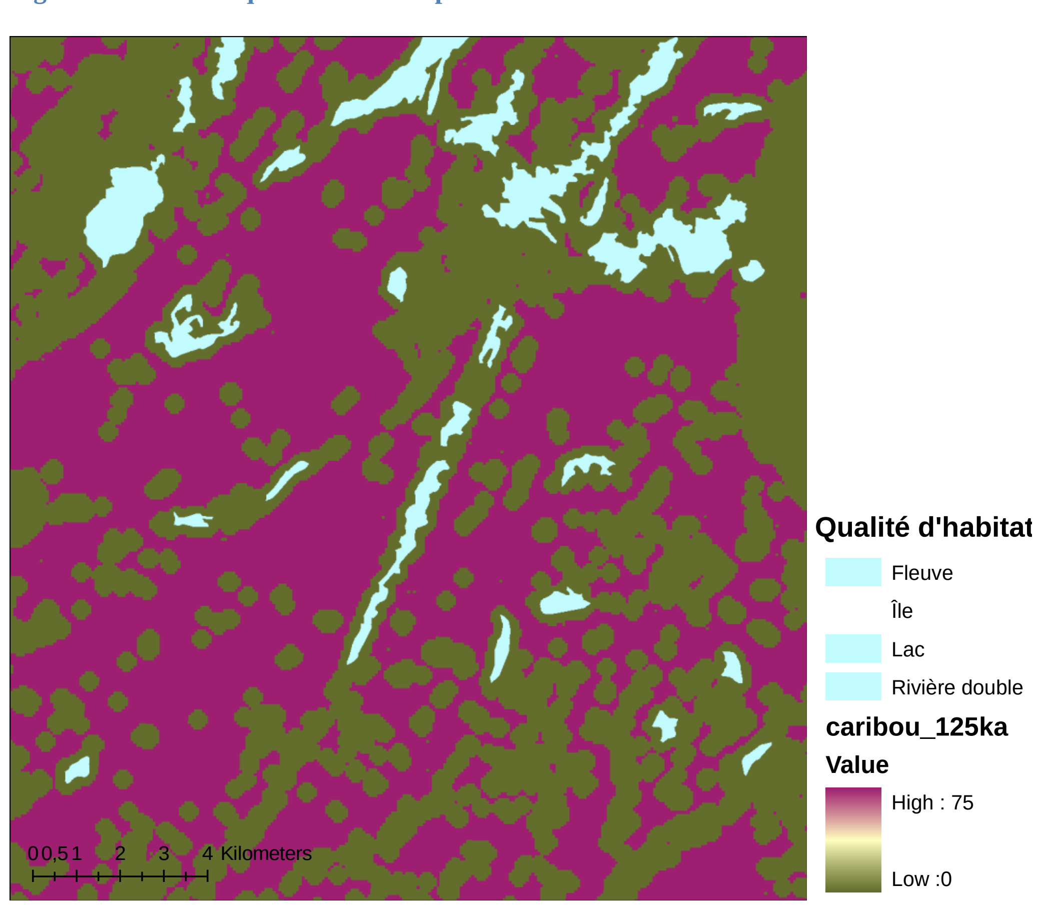


Figure 12: Carte de qualité d'habitat pour un domaine vital de 1250 km^2



D’après les résultats obtenus pour un petit domaine vital, la Figure 13 montre que les zones de qualité d’habitat supérieure permettent de connecter certaines aires protégées entre elles. Des exemples de liens possibles sont illustrés par de fins traits noirs.

Figure 13: Exemple de connectivité possible entre les aires protégées

1: Réserve de biodiversité projetée du Lac Plétipi
2: Réserve de biodiversité projetée des Montagnes-Blanches
3: Réserve de biodiversité projetée du Lac Onistagane
4: Forêt ancienne de la Rivière-à-la-Carpe
5: Forêt ancienne du Lac Thibeault
6 : Réserve de biodiversité Uapishka
7 : Réserve de biodiversité projetée des Monts Groulx
8 : Réserve de biodiversité projetée du Lac Berté
9 : Forêt ancienne du Lac Lennart-Von Post
10 : Forêt ancienne du Lac Béluga
11 : Forêt ancienne du Lac Saint-Pierre
12 : Réserves de biodiversité et écologique projetées Paul-Provencher
13 : Forêt ancienne du Lac Leblanc

CHAPITRE 5

Discussion

Les matrices résultantes de l'étape permettant de créer une carte de qualité d'habitat sont assez différentes de celles qui étaient attendues. Tout d'abord, il fallait créer lors de cette opération trois cartes, chacune représentant une valeur de domaine vital différente. C'est ce qui était suggéré dans le guide d'utilisateurs, mais c'est aussi ce qui a permis d'illustrer la manière dont le modèle calculait, c'est-à-dire, en faisant des regroupements dans la région d'étude. La carte résultante pour un domaine vital de 250 km^2 (Figure 8) est celle qui se rapproche le plus des résultats escomptés. En comparaison à celle réalisée pour un domaine vital de 1250 km^2, elle est plus complète, en ce sens qu'il n'y a pas de grandes zones blanches indiquant une qualité d'habitat nulle. Une meilleure représentation sur la première carte est causée par la petitesse du domaine vital considéré, ce qui aurait permis au modèle d'inclure tous les groupes créés lors de la régionalisation (*generalization* : *region group*). Un petit domaine vital est ainsi mieux approprié pour des cellules de 25 m x 25 m. Dans le cas de la seconde matrice résultante créée avec un domaine vital moyen de 1250 km^2 (Figure 9), un regroupement situé dans la portion est a été complètement éliminé pour les raisons évoquées ci-dessus. L'étendue de ce domaine vital n'a donc pas permis au modèle d'atteindre le seuil maximum fixé qui permet l'inclusion d'un groupe en fonction de la dimension des cellules versus celle du domaine vital. Enfin, la carte résultante pour un domaine vital maximum fixé à 2500 km^2 n'a donné aucun résultat (carte aux valeurs nulles). Ceci cadre bien avec les explications élaborées précédemment et la conclusion qui en est tirée est que le domaine vital de 2500 km^2 était trop grand pour la région à l'étude. Il serait donc intéressant de lancer cette opération pour l'ensemble du Québec. Une telle zone d'étude conserverait sans doute la plupart des regroupements faits par l'opération de régionalisation.

Outre ce point, les matrices de qualité d'habitat diffèrent de celles attendues quant au maximum de qualité d'habitat. Cette première opération n'indique aucun endroit où la qualité d'habitat est maximale (100) ; le seuil supérieur atteint 67,5 ce qui est relativement

décevant. Cela peut probablement s'expliquer par des distances aux perturbations trop élevées. Comme il y en a beaucoup dans la région d'étude, il semble que le centre des parcelles soit toujours trop près d'un milieu perturbé et cela vaut pour les deux domaines vitaux considérés. Il est aussi possible que l'effet de bordure soit en cause. Les cotes de qualité attribuées lors du reclassement de la structure d'une parcelle sont peut-être trop élevées et des classes plus élaborées auraient sans doute été suffisantes pour l'obtention de meilleurs résultats. Cette reclassification (Tableau 4) est donc aussi probablement responsable de l'absence de qualité d'habitat optimale.

Suite à ces résultats inattendus, une expérimentation a été lancée afin de voir si les distances relatives aux perturbations étaient une des sources de cette problématique. Toutes les classes de distances du Tableau 5 ont été modifiées de manière à ce que la classe la plus élevée présente un minimum de 250 m et ce, pour tous les types de perturbations (Tableau 6). Même si la distance de 250 m toutes perturbations confondues (ainsi que sa cote de qualité de 100) n'est pas très réaliste, elle respecte tout de même la distance minimale à considérer pour les caribous forestiers, valeur mentionnée par Dyer *et al.* (2001) et Sorensen *et al.* (2008). Les résultats obtenus avec des distances moindres sont plus concluants bien que non satisfaisants, en particulier pour le domaine vital moyen. La matrice résultante est semblable à celle réalisée avec les « vraies » valeurs à l'exception que la qualité d'habitat maximale est de 75 (et non 67,5), ce qui est beaucoup plus acceptable. Étant donné que certains secteurs fréquentés par l'écotype forestier ne sont pas perturbés, il aurait été normal qu'une qualité d'habitat de 100% leur soit attribuée. Le seuil maximal obtenu (75%) témoignerait ainsi d'une erreur méthodologique reliée au reclassement de la structure d'une parcelle. Comme pour les deux premières matrices réalisées, celle-ci ne présente toujours pas de dégradé de couleur montrant bien les différentes qualités d'habitats contrairement à celle créée pour le petit domaine vital de 250 km^2. Cette dernière est celle qui différencie le mieux les différents milieux ainsi que la qualité qui y est associée. Malgré que cette matrice présente aussi une qualité maximale de 75, elle se rapproche beaucoup du résultat montré dans l'exemple du manuel d'utilisation qui s'applique au lynx. Il est donc

fort probable que les différences soient causées par le tableau des perturbations, mais aussi par le tableau qui reclasse la structure d'une parcelle. De plus, les agrandissements de ces matrices (Figures 11 et 12) montrent que tous les cours d'eau présentent un effet de bordure qui diminue considérablement la superficie d'un territoire de qualité potentiel : l'occurrence des cours d'eau sur le territoire est forte. Les explications quant à cette erreur de calcul peuvent être elles aussi reliées à la méthodologie, mais pour le moment, les raisons expliquant ce résultat demeurent obscures. Comme aucune zone tampon n'a été spécifiée autour des plans d'eau, il semble que le logiciel les a considérées par défaut comme une bordure.

Il est ainsi possible de conclure que le choix des distances pour la zone d'étude était trop conservateur. De même, le grand nombre de perturbations sur le territoire à l'étude, les grandes distances relatives à ces dernières et les zones tampon accidentellement créées autour des nombreux plans d'eau ont tellement réduit la portion de territoire convenable que la qualité résultante est demeurée en deçà des valeurs attendues, même avec un petit domaine vital combiné à de faibles distances relatives aux perturbations. Il aurait donc été pertinent de réduire la distance de l'effet de bordure lors du lancement de l'opération. De plus, l'exemple pour le lynx est relativement différent de celui appliqué au caribou forestier dans ce travail. Celui-ci n'utilise qu'un seul type de perturbation, les routes, lesquelles sont classées selon le flux de circulation, ce qui n'était pas le cas pour cette étude. Ceci est certainement à prendre en compte dans l'interprétation des résultats et sera à considérer lors des futures expérimentations avec le caribou forestier, qu'elles soient effectuées dans une petite région ou encore, appliquées à l'ensemble de la zone de répartition de l'espèce.

Par manque de temps et parce que la complexité de la programmation du modèle dépassait le cadre de cet essai, les deux autres parties n'ont pu être complétées. La seconde opération qui permet de définir les parcelles fonctionnelles a été lancée, mais le système n'a généré aucune carte. Bien que très près des résultats, certaines vérifications supplémentaires sont ainsi nécessaires à l'obtention des matrices de parcelles fonctionnelles. Le fait que

l'extension FunConn ait été développée pour ArcGIS 9.0 explique certaines différences dans le langage de programmation qui a changé entre cette version et celle qui a été utilisée (9.3) pour cette étude. L'adaptation du modèle pour le caribou forestier a donc été plus difficile que prévu.

Bien que les deux dernières étapes n'ont pu être finalisées, la carte de qualité d'habitat résultante pour un petit domaine vital (Figure 10) permet de constater que certaines zones de territoire sont mieux connectées entres elles. La Figure 13 indique que les cinq aires protégées situées au nord-ouest de la région d'étude (réserves de biodiversité projetée du Lac Plétipi, des Montagnes-Blanches et du Lac Onistagane, forêts anciennes du Lac Thibeault et de la Rivière-à-la-Carpe) et que celles situées à l'est de la route 389 (réserves de biodiversité projetées des Monts Groulx, Paul-Provencher et du Lac Berté, réserve écologique projetée Paul-Provencher, réserve de biodiversité Uapishka et forêts anciennes du Lac Leblanc, du Lac Béluga, du Lac Saint-Pierre et du Lac Lennart-Von Post) sont connectées par des milieux de meilleure qualité que celles situées plus au sud. La connectivité semble être menacée dans ce secteur par les coupes forestières alors que la route 389 limite la connectivité entre les parties ouest et est de la région d'étude. De plus, les lignes hydro-électriques séparent (déconnectent) le territoire tant au sud de la région que sur un axe nord-sud. Les zones fortement perturbées par les activités anthropiques sont ainsi moins propices à la connectivité des aires protégées.

CONCLUSION

Le modèle utilisé lors de cette recherche a été élaboré dans une version différente (avec ArcGIS 9.0) de celle qui a été utilisée (ArcGIS 9.3) et tout cela a grandement ralenti les opérations ainsi que leur compréhension. Les résultats finaux obtenus sont donc ceux qui servaient à réaliser les étapes qui n'ont pu être complétées par manque de temps. Ceux obtenus pour le domaine vital moyen en relation avec les distances aux perturbations les plus près de celles observées par les différents auteurs montrent que les parcelles présentant une qualité d'habitat convenable pour l'animal sont relativement peu nombreuses, d'où l'importance de les protéger et de planifier des aménagements qui facilitent le mouvement entre elles.

Étant une espèce à grand domaine vital, le caribou forestier est peut-être plus compliqué à paramétrer dans le modèle FunConn pour une zone d'étude restreinte. Il serait donc intéressant de développer ou d'améliorer l'extension FunConn pour qu'elle soit directement applicable au caribou forestier dans la province de Québec et dans un contexte de milieu où les types de perturbations sont variés. Le modèle pourrait ainsi servir au gouvernement du Québec pour la planification des aires protégées spécifiques à l'espèce et pour la sélection de corridors de conservation prioritaires et ainsi, contribuer au maintien d'un environnement de qualité pour le caribou forestier.

L'objectif visant l'expérimentation du modèle FunConn qui avait pour but de vérifier s'il pouvait être utilisé pour cibler les priorités en terme de connectivité pour le caribou forestier a été rempli. Par contre, l'objectif principal du travail qui consistait à cibler quelques endroits où la connectivité entre les aires protégées pour le caribou forestier devait être privilégiée n'a donc pas été rempli. Étant donné les difficultés rencontrées en programmation, il ne fut pas possible de dresser le portrait de la connectivité pour la zone d'étude. Pourtant, il aurait été très intéressant d'en arriver à des données concluantes relativement à cet objectif, car la connectivité de grands fragments d'habitat de qualité est probablement un des facteurs clé à prendre en compte pour assurer la survie du caribou forestier.

RÉFÉRENCES CITÉES

BERGERUD, A.T. 1985. Antipredator strategies of caribou: dispersion along shorelines. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 63, pp. 1324-1329.

CHUBBS, T.E., L.B. KEITH, S.P. MAHONEY and M.J. McGRATH. 1993. Responses of woodland caribou (*Rangifer tarandus caribou*) to clear-cutting in east-central Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 71, pp. 487-493.

COSEPAC. 2002. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le caribou des bois (*Rangifer tarandus c*aribou) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xii + 112 p.

COURBIN, N. Chaire Sylviculture et Faune, données non publiées.

COURTOIS, R., OUELLET, J.-P., BRETON, L., GINGRAS, A, DUSSAULT, C. 2002. Effet de la fragmentation du milieu sur l'utilisation de l'espace et la dynamique de population chez le caribou forestier. Société de la faune et des parcs du Québec. Québec, Canada. 44 p.

COURTOIS, R. 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement. Québec : Université du Québec à Rimouski, 350 p.

COURTOIS, R., DUSSAULT, C., GINGRAS, A., LAMONTAGNE, G. 2003. Rapport sur la situation du caribou forestier au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de la recherche sur la faune, Direction de l'aménagement de la faune de Jonquière et Direction de l'aménagement de la faune de Sept-Îles. 45 p.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, A. GINGRAS, C. DUSSAULT, L. BRETON and J. MALTAIS. 2003b. Historical changes and current distribution of Caribou, *Rangifer tarandus*, in Quebec, *The Canadian Field-Naturalist*, vol. 117, no 3, pp. 399-414.

COURTOIS, R., OUELLET, J.-P., DE BELLEFEUILLE, S., DUSSAULT, C., GINGRAS. A. 2003c. Lignes directrices pour l'aménagement forestier en regard du caribou forestier. Québec, Canada. Société de la faune et des parcs du Québec, Université du Québec à Rimouski. 20 p.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT and A. GINGRAS. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *The Forestry Chronicle*, vol. 80, no 5, pp. 598-607.

COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, L. BRETON, A. GINGRAS and C. DUSSAULT. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Écoscience*, vol 14, no 4, pp. 491-498.

COURTOIS, R., A. GINGRAS, D. FORTIN, A. SEBBANE, B. ROCHETTE et al. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, p. 2837-2849.

CRÊTE, M., L. MARZELL et J. PELTIER. 2004. Indices de préférence d'habitat des caribous forestiers sur la Côte-Nord entre 1998 et 2004 d'après les cartes écoforestières 1 : 20 000 – Examen sommaire pour aider l'aménagement forestier. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et Direction de l'aménagement de la faune de la Côte-Nord. 21 p.

CUMMING, H.G. and D.B. BEANGE. 1987. Dispersion and movements of woodland caribou near Lake Nipigon, Ontario. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 51, no 1, pp. 69-79.

CUMMING, H.G. and D.B. BEANGE.1993. Survival of woodland caribou in commercial forests of northern Ontario, *The Forestry Chronicle*, vol. 69. no 5, pp.579-588.

DYER, S. J., J.P. O'NEILL, S.M. WASEL and S. BOUTIN. 2001. Avoidance of industrial development by woodland caribou. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 65, no 3, pp. 531-542.

ÉQUIPE DE RÉTABLISSEMENT DU CARIBOU FORESTIER DU QUÉBEC. 2008. *Plan de rétablissement du caribou forestier (Rangifer tarandus) au Québec-2005-2012*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et des habitats. 78p.

EVANS, D. 2009. Manicouagan, réservoir. In l'Encyclopédie canadienne, Institut Historica-Dominion. [En ligne], page consultée le 14 octobre 2009, http://www.thecanadianencyclopedia.com/index.cfm?pgnm=tce&params=f1artf0005066

FERGUSON, S.H. and P.C. ELKIE. 2004. Habitat requirements of boreal forest caribou during the travel seasons. *Basic and Applied Ecology*, vol. 5, pp. 465-474.

FERGUSON, S.H. and P.C. ELKIE. 2004b. Seasonal movement patterns or Woodland Caribou (*Rangifer tarandus caribou*). *Journal of Zoology*, vol. 262, pp. 125-134.

FISHER, J.T. and L. WILKINSON. 2005. The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. *Mammal Review*, vol. 35, pp. 51-81.

Gouvernement du Canada. 2009. Registre public des espèces en péril. [En ligne], page consultée le 18 septembre 2009, http://www.registrelep.gc.ca/species/speciesdetails_f.cfm?sid=636

Gouvernement du Québec. 2006. Les zones climatiques. [En ligne], page consultée le 14 octobre 2009, http://www.gouv.qc.ca/portail/quebec/pgs/commun/portrait/geographie/climat/zonesclimatiques/?lang=fr

GUSTINE, D.D. and K.L. PARKER. 2008. Variation in the seasonal selection of resources by woodland caribou in northern British Columbia. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 86, pp. 812-825.

HINS, C., J.-P. OUELLET, C. DUSSAULT and M.-H. ST-LAURENT. 2009. Habitat selection by forest-dwelling caribou in managed boreal forest of eastern Canada: Evidence of a landscape configuration effect. *Forest Ecology and Management*, vol. 257, pp. 636-643.

JOHNSON, C.J., K.L. PARKER, D.C.HEARD and M.P. GILLINGHAM. 2002. A multiscale approach to understanding the movements of woodland caribou. *Ecological Applications*, vol. 12, no 6, p. 1840-1860.

MAHONEY, S.P. and J.A. SCHAEFER. 2002. Hydroelectric development and the disruption of migration in caribou. *Biological Conservation*, vol. 107, pp.147-153.

METSARANTA, J.M. and F.F. MALLORY. 2007. Ecology and habitat selection of a woodland caribou population in west-central Manitoba, Canada. *Northeastern Naturalist*, vol. 14, no 4, pp. 571-588.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 2002. Aires protégées au Québec : les provinces naturelles. [En ligne], page consultée le 14 octobre 2009, http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie4d.htm

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). 2009. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. [En ligne], page consultée le 16 septembre 2009, http://www3.mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche/caribou-forestier.asp

NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHØY and O. STRAND. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation*, vol. 101, pp. 351-360.

NELLEMANN, C., I. VISTNES, P. JORDHØY, O. STRAND and A. NEWTON. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation*, vol. 113, pp. 307-317.

O'BRIEN, D., M. MANSEREAU, A. FALL and M.-J. FORTIN. 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation*, vol. 130, pp. 70-83.

RETTIE, W.J. and F. MESSIER. 2001. Range use and movement rates of woodland caribou in Saskatchewan. *Canadian Journal of Zoology*, vol. 79, pp. 1933-1940.

SCHAEFER, J.A. 2003. Long-term range recession and the persistence of caribou in the taiga. *Conservation Biology*, vol. 17, no 5, pp. 1435-1439.

SCHAEFER, J.A. 2004. Woodland caribou and the Wuskwatim hydroelectric project. Biology Department, Trent University, 10 p. + annexes.

SCHINDLER, D. 2005. Determining woodland caribou home range and habitat use in eastern Manitoba. Preliminary analysis and Interim Report. Center for Forest Interdisciplinary Research, University of Winnipeg, Winnipeg, Manitoba. 81pp.

Service canadien des forêts, Ressources naturelles Canada. 2007. Cartes interactives : zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. [En ligne], page consultée le 14 octobre 2009, http://ecosys.cfl.scf.rncan.gc.ca/carte-map/carte-bio-map-fra.asp

SORENSEN, T., P.D. McLOUGHLIN, D. HERVIEUX, E. DZUS, J. NOLAN et al. 2008. Determining sustainable levels of cumulative effects for boreal caribou. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 72, no 4, pp. 900-905.

STUART-SMITH, A.K., C.J.A. BRADSHAW, S. BOUTIN, D.M. HEBERT and A. BLAIR RIPPIN. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 61, no 3, pp. 622-633.

ST-LAURENT, M.-H. données non publiées.

TAYLOR, P.D., L.FAHRIG, K. HENEIN and G. MERRIAM. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, vol. 68, no 3, pp. 571-573.

THEOBALD, D.M., J.B. NORMAN, M.R. SHERBURNE. 2006. FunConn v1 User's Manual: ArcGIS tools for Functional Connectivity Modeling. Natural Resource Ecology Lab, Colorado State University, Fort Collins, CO. 47 p.

VISTNES, I. and C. NELLEMANN. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *The Journal of Wildlife Management*, vol. 65, no 4, pp. 915-925.

VISTNES, I. and C. NELLEMANN. 2008. The matter of spatial and temporal scales: a review of reindeer and caribou responses to human activity. *Polar Biology*, vol. 31, pp. 399-407.

VORS, L.S., J.A. SCHAEFER, B.A. POND, A.R. RODGERS and B.R. PATTERSON. 2007. Woodland caribou extirpation and anthropogenic landscape disturbance in Ontario. *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, no 4, pp. 1249-1256.

WITH, K.A., R.H. GARDNER and M.G. TURNER. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos*, vol. 78, pp. 151-169.

WITTMER, H.U., B.N. McLELLAN, R. SERROUYA and C.D. APPS. 2007. Changes in landscape composition influence the decline of a threatened woodland caribou population. *Journal of Animal Ecology*, vol. 76, pp. 568-779.